

Contaminação Potencial dos Corpos Hídricos por Agrotóxicos em Áreas de Produção de Uva



ISSN 1808-9968

Dezembro, 2017

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Embrapa Semiárido

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 133

Contaminação Potencial dos Corpos Hídricos por Agrotóxicos em Áreas de Produção de Uva

Paula Tereza de Souza e Silva

Graciene de Souza Silva

Almir Costa Amorim Júnior

Eden Cavalcanti de Albuquerque Júnior

Tony Jarbas Ferreira Cunha

Magna Soelma Beserra de Moura

Embrapa Semiárido

Petrolina, PE

2017

Esta publicação está disponibilizada no endereço:
<https://www.embrapa.br/fale-conosco/sac>

Exemplares da mesma podem ser adquiridos na:

Embrapa Semiárido

BR 428, km 152, Zona Rural

Caixa Postal 23 56302-970 Petrolina, PE

Fone: (87) 3866-3600 Fax: (87) 3866-3815

Comitê de Publicações da Unidade

Presidente: Flávio de França Souza

Secretária Executiva: Lúcia Helena Piedade Kiill

Membros: Diana Signor Deon

Elder Manuel Moura Rocha

Francislene Angelotti

Gislene Feitosa Brito Gama

José Mauro da Cunha e Castro

Juliana Martins Ribeiro

Mizael Félix da Silva Neto

Pedro Martins Ribeiro Júnior

Roseli Freire de Melo

Sidinei Anunciação Silva

Tadeu Vinhas Voltolini

Supervisor editorial: Sidinei Anunciação Silva

Revisor de texto: Sidinei Anunciação Silva

Normalização bibliográfica: Sidinei Anunciação Silva

Foto da capa: Paula Tereza de Souza e Silva

Editoração eletrônica: Nivaldo Torres dos Santos

1ª edição (2017):

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

É permitida a reprodução parcial do conteúdo desta publicação desde que citada a fonte.

**CIP - Brasil. Catalogação na publicação
Embrapa Semiárido**

Contaminação potencial dos corpos hídricos por agrotóxicos em áreas de produção de uva / Paula Tereza de Souza e Silva... [et al.]. -- Petrolina: Embrapa Semiárido, 2017.

26 p. il. (Embrapa Semiárido. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 133).

1. Agrotóxico. 2. Resíduo químico. 3. Solo. 4. Fertilidade do solo. 5. Viticultura. I. Silva, Paula Tereza de Souza e. II. Silva, Graciane de Souza. III. Amorim Júnior, Almir Costa. IV. Albuquerque Júnior, Eden Cavalcanti. V. Cunha, Tony Jarbas Ferreira. VI. Moura, Magna Soelma Beserra de. VII. Título. VIII. Série.

CDD 577.279

© Embrapa 2017

Sumário

Resumo	4
Abstract	6
Introdução	7
Material e Métodos	9
Resultados e Discussão	11
Conclusão	24
Referências	24

Contaminação Potencial dos Corpos Hídricos por Agrotóxicos em Áreas de Produção de Uva

Paula Tereza de Souza e Silva¹

Graciene de Souza Silva²

Almir Costa Amorim Júnior³

Eden Cavalcanti de Albuquerque Júnior⁴

Tony Jarbas Ferreira Cunha⁵

Magna Soelma Beserra de Moura⁶

Resumo

A videira (*Vitis vinifera* L.) é uma das mais importantes culturas da região do Submédio do Vale do São Francisco. Os insumos agrícolas utilizados para o seu desenvolvimento e controle fitossanitário podem acarretar risco de contaminação aos recursos hídricos. O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelos agrotóxicos empregados na produção de uva, utilizando o Índice de GUS (*Groundwater Ubiquity Score*) e o método de Goss. Para isso, foi realizado um levantamento dos principais agrotóxicos utilizados na região estudada, por meio de questionários e foi verificado a sua classificação toxicológica e ambiental. Foi

¹Química, D.Sc. em Química, pesquisadora da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE.

²Engenheira-agrônoma, M.Sc. em Tecnologia Ambiental, Laboratório do Instituto Federal do Sertão Pernambucano, Petrolina, PE.

³Engenheiro-agrônomo, M.Sc. em Tecnologia Ambiental, professor do Instituto Federal do Sertão Pernambucano, Petrolina, PE.

⁴Engenheiro Químico, D.Sc. em Engenharia Química, professor do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (Itepe), Recife, PE.

⁵Engenheiro-agrônomo, D.Sc. em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE.

⁶Engenheira-agrônoma, D.Sc. em Recursos Naturais, pesquisadora da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE.

observado que mais de 50% dos agrotóxicos utilizados nas áreas de videira, certificadas ou não, podem ocasionar risco de contaminação aos recursos hídricos da região. Com base nesses modelos, alguns compostos empregados no manejo da videira oferecem alto potencial de contaminação das águas superficiais e moderado potencial de contaminação das águas subterrâneas.

Palavras-chave: Índice de GUS, método de Goss, videira.

Potential Contamination of Water Resources by Pesticides in Grape Production

Abstract

Grapevine (*Vitis vinifera* L.) is one of most important cultures of the Sub-medium of the São Francisco Valley region, and the agricultural inputs used for its development and phytosanitary control may entail risk of contaminating the water resources. The goal of this paper was to assess, via Groundwater Ubiquity Score (GUS) and Goss methodology, the contaminating potential of surface waters and groundwater by the pesticides employed in grape production. For this purpose, by means of a questionnaire, it was surveyed the principal pesticides used in the studied region, followed by the identification of its toxicological classification. It was observed that more than 50% of the pesticides used in grapevine areas, certified or not, may cause the risk of contaminating the region's water resources. Based on these models, some compounds used in grapevine management offer a contaminating high potential level for superficial waters and a moderate one for groundwater.

Keywords: index of GUS, method of Goss, grape crop.

Introdução

A alta produtividade da videira (*Vitis vinifera* L.) no Submédio do Vale do São Francisco vem proporcionando à região destaque na fruticultura irrigada, com a produção destinada aos mercados externo e interno. Entretanto, o uso de fertilizantes e agrotóxicos necessários para garantir a produtividade, dependendo da quantidade aplicada, do tipo e da forma como os mesmos são utilizados, podem trazer risco de contaminação às águas superficiais e subterrâneas (ANDRADE et al., 2011; GAMA et al., 2013; HERRERO-HERNÁNDEZ et al., 2013; REBELO; CALDAS, 2014).

Os agrotóxicos são classificados de acordo com tipo de pragas ou doenças que controlam, do grupo químico, modo de ação e classes toxicológica e ambiental. Existe preocupação de como esses compostos podem contaminar as matrizes ambientais, principalmente solo e água (ANDRADE et al., 2011; GAMA et al., 2013; HADDAD et al., 2016; HERRERO-HERNÁNDEZ et al., 2013)

No solo, três processos são determinantes para avaliar o comportamento dos agrotóxicos. São eles: a retenção ou sorção, o transporte e a transformação, os quais dependem das características físico-químicas de cada composto e das condições ambientais (temperatura, umidade, aeração, pH, a granulometria, a mineralogia da fração argila, a matéria orgânica, agregação, biomassa e atividade microbiana, biodiversidade e tipo de cobertura vegetal) (OLIVEIRA; REGITANO, 2009).

A retenção refere-se ao processo pelo qual o solo segura ou fixa determinado elemento e envolve os mecanismos de adsorção, absorção, partição e precipitação (OLIVEIRA; BRIGHENTI, 2011). Portanto, quando um composto alcança o solo, se liga à superfície das partículas sólidas carregadas eletricamente por atração físico-química. O fenômeno é denominado adsorção. O transporte de agrotóxico no solo ocorre pela ação do vento, da água da chuva ou da irrigação (lixiviação e escoamento superficial). Geralmente, pesticidas com maior persistência e maior sorção às partículas do solo apresentam maior potencial de escoamento superficial (OLIVEIRA; REGITANO, 2009).

Em relação ao processo de transformação, esse se refere à alteração de um composto orgânico para outra forma, sendo regido por diversos processos como: degradação química por ação da hidrólise, oxidação e redução; degradação biológica por ação de microrganismos como bactérias, fungos e microalgas; degradação física, entre outras.

Em relação à contaminação na água as propriedades que mais influenciam são produto de solubilidade, pressão de vapor, tempo de meia vida além das condições climáticas. Essas propriedades ajudam a prever o comportamento de um dado composto no meio ambiente (ANDRADE et al., 2011; GAMA et al., 2013;).

Em função das características dos agrotóxicos, o índice de GUS e o modelo de Goss vêm sendo aplicados para estimar o comportamento desses compostos no ambiente. O Índice GUS é empregado para investigar o potencial de lixiviação dos pesticidas até as águas subterrâneas, enquanto o método de Goss avalia a dinâmica dos pesticidas no solo e a sua capacidade de atingir fontes superficiais por meio do escoamento. Nessas avaliações são consideradas as propriedades do princípio ativo, tais como solubilidade em água (S_w), meia vida no solo (DT_{50}) e constante de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}). Salienta-se que ambos índices não consideram as condições ambientais, constituindo assim estimativa do risco de contaminação ambiental.

Estudos desenvolvidos no Brasil e no exterior por Lourencetti et al. (2005), Milhome et al. (2009), Guzzella et al. (2006), Plese et al. (2009) e Primel et al. (2005) são citados como exemplos da aplicação desse índice e modelo.

Filizola et al. (2005) os aplicaram para selecionar os agrotóxicos para o monitoramento da qualidade das águas na região de Guaíra, SP. Milhome et al. (2009) avaliaram o potencial de contaminação na região do Baixo Jaguaribe, CE, utilizando os resultados para auxiliar programas de monitoramento dos recursos hídricos de órgãos ambientais. A mesma metodologia foi utilizada por Gama et al. (2013) no levantamento do risco de contaminação química dos recursos hídricos no Semiárido cearense.

Este trabalho teve por objetivo estimar, por meio do índice de GUS e método de Goss, o risco potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos utilizados na produção de uva da região do Submédio do Vale do São Francisco.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em áreas produtoras de uva de mesa, com 20 produtores com certificação, onde a produção é destinada para exportação (A), e 20 produtores sem certificação, dos quais a produção é destinada ao mercado interno (B). As áreas do grupo A estão localizadas no Perímetro de Irrigação Senador Nilo Coelho, enquanto as áreas do grupo B estão localizadas no Projeto de Irrigação Bebedouro, ambos no Município de Petrolina, PE. Esses produtores têm áreas de 1 hectare e o sistema de irrigação utilizado é a microaspersão.

O tempo de uso das áreas, no período da avaliação, variava entre 3 a 13 anos e os produtores recebiam assistência técnica de consultores ou representantes comerciais. Entre as variedades de uva plantadas, a Festival foi a mais utilizada pelos produtores do grupo A, que destinam a sua produção para o mercado externo e Itália para o grupo B, composto por produtores que se destinam a produção para o mercado interno.

Na área de estudo, o solo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico Plintossólico A fraco, textura arenosa/média/argilosa, fase caatinga hiperxerófila relevo plano. A textura é arenosa na superfície chegando a média ou média/argilosa, em subsuperfície. São solos relativamente homogêneos do ponto de vista mineralógico e, por causa do adiantado grau de evolução pedogenética, predominam argilominerais do grupo das caulinitas em sua composição. Não apresenta rochiosidade em superfície e varia de moderadamente a bem drenado (CUNHA et al., 2008).

Os dados de precipitação pluviométrica para os anos de 2013 e 2014, período do estudo, foram coletados nas estações

agrometeorológicas da Embrapa Semiárido localizadas na Fazenda Fruit Fort (S09°09´W40°33´) e no Campo Experimental de Bebedouro (S09°09´W40°22´). Foram utilizados para representar os produtores dos grupos A e B, respectivamente.

A coleta de informações sobre os agrotóxicos aplicados na produção de uva foi realizada com a aplicação de questionários semiestruturados aos 40 agricultores selecionados, sendo 20 do grupo A e 20 do grupo B e os responsáveis pelas áreas responderam, considerando os anos de 2013 e 2014. As propriedades físico-químicas dos agrotóxicos foram obtidas a partir de pesquisa realizada em banco de dados de acesso livre e de artigos relacionados, no PPDB: pesticide properties data base (UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, 2017) e no Compêndio de defensivos agrícolas (ANDREI, 2011).

A partir das informações coletadas foi possível realizar a análise do potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos pelo método de Goss e pelo índice de GUS.

O método estabelecido por Goss (1992) fixa critérios de classificação para cada agrotóxico em alto, médio ou baixo potencial de contaminação associado ao sedimento ou dissolvido em água. Ele considera as características dos princípios ativos, como a meia-vida do composto no solo (DT_{50} no solo), sua solubilidade em água a 25 °C (S_w) e a constante de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}). O método avalia se o agrotóxico apresenta potencial de ser transportado até as fontes superficiais, indicando quais compostos apresentam risco de contaminar os recursos hídricos e os sedimentos.

Os critérios utilizados para classificar o transporte do agrotóxico dissolvido em água e/ou adsorvido ao sedimento em alto ou baixo, estão listados na Tabela 1. Os resultados permitiram selecionar os agrotóxicos que devem ser priorizados em programas de monitoramento ambiental.

Tabela 1. Potencial de transporte do agrotóxico dissolvido em água e adsorvido ao sedimento

Transporte do agrotóxico	Alto	Baixo
Dissolvido em água	DT_{50} no solo > 35 dias	$K_{oc} \geq 100.000 \text{ m.Lg}^{-1}$
	$K_{oc} < 100.000 \text{ m.Lg}^{-1}$	$K_{oc} \geq 100.000 \text{ m.Lg}^{-1}$ e $DT_{50} \leq 1$
	$S_w \geq 1 \text{ mg L}^{-1}$	$S_w < 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $DT_{50} \leq 35$
Adsorvido a sedimentos	DT_{50} no solo > 40 dias; $K_{oc} \geq 1000 \text{ m.Lg}^{-1}$	DT_{50} no solo ≤ 1 dia DT_{50} no solo ≤ 2 dia $K_{oc} \leq 500 \text{ m.Lg}^{-1}$
	DT_{50} no solo ≥ 40 dias; $K_{oc} \geq 500 \text{ m.Lg}^{-1}$; $S_w \geq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$	DT_{50} no solo ≤ 4 dias; $K_{oc} \leq 900 \text{ m.Lg}^{-1}$; $S_w \geq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$
		DT_{50} no solo ≤ 40 dias; $K_{oc} \leq 500 \text{ m.Lg}^{-1}$; $S_w \geq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$
		DT_{50} no solo ≤ 40 dias; $K_{oc} \leq 900 \text{ m.Lg}^{-1}$; $S_w \geq 2 \text{ mg L}^{-1}$

S_w = solubilidade em água; DT_{50} = tempo de meia vida do pesticida no solo; K_{oc} = constante de adsorção à matéria orgânica do solo.

Fonte: Adaptado de Goss (1992).

A avaliação de risco de contaminação das águas subterrâneas foi realizada de acordo com o índice de GUS, empregando-se a meia-vida (DT_{50}) e coeficiente de adsorção ao solo (K_{oc}) do agrotóxico, de acordo com a Equação 1:

$$GUS = \log(DT_{50} \text{ solo}) \times (4 - \log(K_{oc})) \tag{1}$$

A faixa de classificação desse índice foi estabelecida de acordo com tendência à lixiviação do agrotóxico, ou seja: $GUS < 1,8$ - não sofre lixiviação; $1,8 < GUS < 2,8$ - faixa de transição e $GUS > 2,8$ - provável lixiviação.

Resultados e Discussão

Foram listados 59 princípios ativos, incluídos nas classes: inseticidas (23%), fungicidas (66%) e os demais herbicidas e regulador de crescimento (11%). Nas áreas dos produtores do grupo A foram empregados cerca de 56 princípios ativos e no grupo B foram totalizados 34 princípios ativos.

Em relação à classe toxicológica, os produtores de uva do grupo A empregam 25% do princípio ativo dos agrotóxicos altamente tóxicos (classe I), 18% são mediantemente tóxicos (classe II), 41% são pouco tóxicos (classe III) e 16% não são tóxicos aos seres humanos (classe IV). Resultados semelhantes foram obtidos para os produtores do grupo B, em que 20% dos compostos foram considerados altamente tóxicos, 13% mediantemente tóxicos, 47% pouco tóxicos e 20% não apresentam toxicidade aos seres humanos. Com isso, observa-se que não existe diferença entre os dois grupos de produtores e que o tipo de mercado não diferenciou o manejo adotado em relação ao uso dos agrotóxicos, pois sabe-se que quando a destinação é para mercado externo existe restrição do tipo de agrotóxico a ser empregado no manejo. Isso poderia, consequentemente, trazer diferença entre os dois tipos de produtores.

Em relação à toxicidade ambiental, para os produtores do grupo A apenas 4% foram classificados como altamente perigosos ao meio ambiente (classe I), 62% muito perigoso (classe II), 27% perigosos (classe III) e 7% pouco perigoso (classe IV). Enquanto para os produtores do grupo B, 6% dos compostos foram considerados altamente perigosos ao meio ambiente (classe I), 53% muito perigosos (classe II), 32% classificados como perigosos (classe III) e 9% como pouco perigosos (classe IV). Essa classificação indica o perigo que esses produtos podem trazer ao meio ambiente, o ideal seria trabalhar com produtos menos tóxicos e só usar os mais perigosos quando existir a dificuldade de combater as pragas e doenças com os demais inseticidas. A maioria dos produtos empregados são perigosos ao meio ambiente e precisa ser utilizada com cuidado, a dose recomendada para minimizar os riscos ambientais principalmente de contaminação do solo e da água.

As propriedades físico-químicas dos princípios ativos utilizados na cultura da uva são discriminadas na Tabela 2. A solubilidade em água (S_w) se refere à concentração máxima da molécula que pode ser solubilizada em água a uma determinada temperatura, portanto, quanto maior a solubilidade de um composto maior a sua tendência de ser transportado no solo por meio da água (LAVORENTI et al., 2003). Assim, compostos como ácido giberélico, cianamida, etefom, glifosato, metomil, metalaxil e paraquate apresentam maior probabilidade de atingir os corpos hídricos.

Quanto à constante de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}), os agrotóxicos com K_{oc} abaixo de 50 são considerados de alta mobilidade. Valores

entre 150-500 K_{oc} são moderadamente móveis e valores acima de 2.000 K_{oc} apresentam baixa mobilidade no solo (BARCELÓ; HENNION, 1997). Dos compostos avaliados, bifentrina, cialotrina, deltametrina, ditianon, imibenconazol, indoxacarbe, metiram, paraquate, piraclostrobina, tiamexotam, apresentam altos valores de K_{oc} (Tabela 2), portanto, estão fortemente retidos ao solo, impedindo seu deslocamento por lixiviação, não alcançando as águas superficiais. Compostos com alto K_{oc} , irão favorecer mais uma contaminação de natureza pontual, fácil de tratar quando comparamos com a contaminação difusa, que se espalha até alcançar as águas superficiais ou subterrâneas. Caso o solo esteja contaminado com agrotóxicos, técnicas de remediação serão necessárias. No caso da ocorrência de um acidente durante a aplicação desses compostos, pode ocorrer a saturação do solo e, com isso, poderá contaminar as águas superficiais e subterrâneas. O solo poderá não ser mais capaz de reter esses compostos. Essa situação é algo difícil de acontecer, pois se observou que os produtores das áreas estudadas trabalham com cuidado.

A constante da lei de Henry (K_H) pode ser definida como a razão entre a pressão parcial e a concentração na interface ar-água quando em soluções diluídas (OLIVEIRA, 2007). Compostos com valor de K_H menor 10^{-5} apresentam baixa volatilidade (MILHOME et al., 2009). Dentre os avaliados, acetamiprido, ácido giberélico, azoxistrobina, benalaxil-M, boscalida, captana, carbendazim, cialotrina, cianamida, cimoxanil, ciproconazol, cresoxim-metilico, deltametrina, difeconazol, ditianon, diuron, Etefom, famoxadone, fenamidona, fenarimol, glifosato, glufosinate – ammonium, hexitiazox, imibenconazol, imidaclopride, iprodione, lambda-cialotrina, mancozebe, metconazol, metalaxil, miclobutanil, paraquate, piraclostrobina, pirimetanil, piriproxifem, propinebe, sulfato de cobre, tebuconazole, tetraconazole, tiamexotam, tiofanato-metilico, triclorfom, trifumizole e zoxamide apresentam valores de K_H baixo, indicando provável permanência no solo por maior tempo sem se volatilizarem (Tabela 2).

A meia-vida no solo (DT_{50}) é um critério usado para determinar os efeitos ambientais relacionados à volatilização, potencial de lixiviação e características de degradação dos compostos químicos. Dos princípios ativos avaliados, 11 apresentam DT_{50} acima de 100 dias, indicando forte tendência a persistir no solo, dependendo das demais características como pressão de vapor, constante de Henry, solubilidade em água, entre outras (Tabela 2).

Tabela 2. Propriedades físico-químicas dos princípios ativos mais utilizados nas áreas de cultivo da videira do Submédio do Vale do São Francisco.

Princípio ativo	DT ₅₀ no solo (dias)	K _{oc} (m.Lg ⁻¹)	K _H (adimensional)	K _{ow}	S _w (mg.L ⁻¹)	PV (mPa)	Estrutura química
Abamectina	1,4 x10 ¹	5,0 x10 ⁰	2,7x10 ⁻³	NI	1,0x10 ⁻²	2,0x10 ⁻⁴	C ₄₈ H ₇₂ O ₁₄
Acetamiprido	3,0 x10 ⁰	2,0 x10 ²	5,3x10 ⁻¹²	6,3x10 ⁰	2,9x10 ³	1,7x10 ⁻⁴	C ₁₀ H ₁₁ ClN ₄
Ácido Giberélico	NI	NI	2,6x10 ⁻⁸	1,4x10 ⁰	4,0x10 ⁴	7,7x10 ⁻³	C ₁₉ H ₂₄ O ₉ / C ₁₉ H ₂₂ O ₅
Azoxistrobina	1,8 x10 ²	5,8 x10 ²	2,7x10 ⁻⁷	3,1x10 ²	6,7x10 ⁰	1,1x10 ⁻⁷	C ₂₂ H ₁₇ N ₃ O ₅
Benalaxil-M	1,8 x10 ²	7,2 x10 ³	2,4x10 ⁻⁷	4,8x10 ³	3,3x10 ¹	5,9x10 ⁻²	C ₂₀ H ₂₃ NO ₃
Bifentrina	8,7 x10 ¹	2,3 x10 ⁵	4,1x10 ⁻²	3,9x10 ⁶	1,0x10 ⁻³	1,8x10 ⁻²	C ₂₃ H ₂₂ ClF ₃ O ₂
Boscalida	1,2 x10 ²	NI	2,1x10 ⁻⁸	9,1x10 ²	4,6x10 ⁰	7,2x10 ⁻⁴	C ₈ H ₁₂ Cl ₂ N ₂ O
Captana	3,7 x10 ⁰	2,0 x10 ²	2,8x10 ⁻⁷	3,1x10 ²	5,2 x10 ⁰	4,2x10 ⁻³	C ₉ H ₈ Cl ₂ NO ₂ S
Carbosulfano	2,1 x10 ¹	NI	1,8x10 ⁻⁵	2,6x10 ⁷	1,1 x10 ¹	3,6x10 ⁻²	C ₉ H ₈ Cl ₂ NO ₂ S
Carbendazim	1,1 x10 ²	NI	8,8x10 ⁻⁷	3,0x10 ¹	8,0 x10 ⁰	9,0x10 ⁻²	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂
Cialotrina	NI	1,8 x10 ⁵	4,6x10 ⁻¹¹	6,3x10 ⁶	4,0 x10 ³	1,0x10 ⁻⁹	C ₂₃ H ₁₈ ClF ₃ NO ₃
Cianamida	9,0 x10 ⁻¹	4,4 x10 ⁰	1,6x10 ⁻⁸	1,9x10 ⁻¹	5,6 x10 ⁵	5,1x10 ²	CH ₂ N ₂
Cimoxanil	3,5 x10 ⁰	NI	6,4x10 ⁻¹²	7,8 x10 ⁰	7,8 x10 ²	1,50x10 ⁻¹	C ₇ H ₁₀ N ₄ O ₃
Ciproconazol	1,3 x10 ²	NI	2,9x10 ⁻⁸	1,2x10 ³	9,3 x10 ¹	2,6x10 ⁻²	C ₁₅ H ₁₈ ClN ₃ O
Clorotalonil	4,4 x10 ¹	8,5 x10 ²	1,3x10 ⁻⁵	8,7x10 ²	8,1 x10 ⁻¹	7,6x10 ⁻²	C ₈ C ₁₄ N ₂
Cresoxim-metílico	NI	NI	1,4x10 ⁻⁷	2,5x10 ³	2,0 x10 ⁰	2,3x10 ⁻³	C ₁₈ H ₁₃ NO ₄
Deltametrina	2,1 x10 ¹	1,0 x10 ⁷	1,6x10 ⁻¹⁰	4,2x10 ⁻⁶	2,0 x10 ⁻⁴	1,2x10 ⁻⁵	C ₂₂ H ₁₉ Br ₂ NO ₃
Difeconazol	8,5 x10 ¹	NI	7,3x10 ⁻¹⁰	2,3x10 ⁴	1,5 x10 ¹	3,3x10 ⁻⁵	C ₁₉ H ₁₇ Cl ₂ N ₃ O ₃
Dimetomorfe	4,4 x10 ¹	NI	9,8x10 ⁻⁴	4,8x10 ²	2,9 x10 ¹	9,8x10 ⁻⁴	C ₂₁ H ₂₂ ClNO ₄
Ditianon	3,5 x10 ¹	3,6 x10 ³	1,0x10 ⁻⁹	1,6x10 ³	2,2 x10 ⁻¹	1,0x10 ⁻⁷	C ₁₄ H ₄ N ₂ O ₂ S ₂
Diuron	8,9 x10 ¹	8,1 x10 ²	2,0x10 ⁻⁸	7,4x10 ²	3,5 x10 ¹	1,1x10 ⁻³	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O
Enxofre	NI	1,9 x10 ³	2,0x10 ⁻⁵	1,7x10 ⁰	6,3 x10 ⁻²	9,8x10 ⁻²	S
Etefom	1,3 x10 ¹	NI	6,1x10 ⁻¹³	1,3x10 ⁻²	1,0 x10 ⁶	1,0x10 ⁰	C ₂ H ₆ ClO ₃ P
Famoxadone	2,0 x10 ¹	NI	8,8x10 ⁻⁷		1,1 x10 ⁻¹	6,4x10 ⁻⁴	C ₂₂ H ₁₈ N ₂ O ₄
Fenamidona	8,5 x10 ⁰	NI	5,5x10 ⁻⁹		6,3x10 ⁴	3,4x10 ⁻⁴	C ₁₇ H ₁₇ N ₃ OS
Fenarimol	NI	NI	2,9x10 ⁻⁷	4,9x10 ³	6,3x10 ²	6,5x10 ⁻²	C ₁₇ H ₁₂ Cl ₂ N ₂ O
Folpete	3,0 x10 ⁰	3,0 x10 ²	1,6x10 ⁻⁴	1,0x10 ³	8,0 x10 ⁻¹	2,1x10 ⁻²	C ₉ H ₄ C ₁₃ NO ₂ S
Formetanate hcl	8,0 x10 ⁰	NI	9,9x10 ⁻¹	1,8x10 ⁻¹³	8,2 x10 ⁵	1,6x10 ⁻³	C ₁₁ H ₁₅ N ₃ O _{2g}
Fosetil AL	NI	NI	NI	2,0x10 ⁻¹	NI	NI	C ₂ H ₃ O ₂ P
Glifosato	1,2 x10 ¹	1,4 x10 ³	6,6x10 ⁻¹⁹	6,3x10 ⁻⁴	1,0 x10 ⁴	1,3x10 ⁻²	C ₃ H ₇ NO ₅ P
Glufosinate – ammonium	7,0 x10 ⁰	6,0 x10 ²	5,8x10 ⁻¹²	9,8x10 ⁻⁵	5,0 x10 ⁵	3,1x10 ⁻²	C ₅ H ₁₅ N ₂ O ₄ P
Hexitiazox	1,8 x10 ¹	NI	1,9x10 ⁻⁶	4,7x10 ²	1,0 x10 ⁻¹	1,3x10 ⁻³	C ₁₇ H ₂₁ ClN ₂ O ₂ S

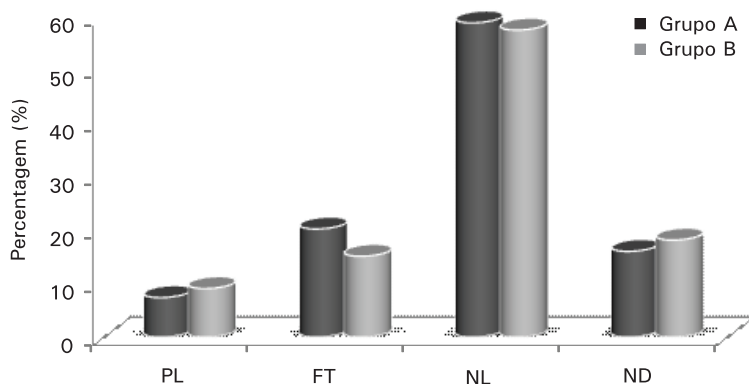
Continua...

Continuação.

Princípio ativo	DT ₅₀ no solo (dias)	K _{oc} (m.Lg ⁻¹)	K _H (adimensional)	K _{ow}	S _w (mg.L ⁻¹)	PV (mPa)	Estrutura química
Hidróxido de cobre	2,6 x 10 ³	1,2 x 10 ⁴	2,7x10 ⁰	7,9x10 ⁻¹¹	5,0 x 10 ⁻¹	1,0x10 ⁻⁶	H ₂ O ₂ Cu
Imibenconazol	1,4 x 10 ¹	1,3 x 10 ⁴	8,4x10 ⁻⁹	8,7x10 ⁴	1,7 x 10 ⁰	8,5x10 ⁻⁵	C ₁₇ H ₁₃ Cl ₃ N ₄ S
Imidaclopride	1,7 x 10 ²	NI	4,1x10 ⁻¹¹	3,7x10 ⁰	6,1 x 10 ²	4x10 ⁻⁷	C ₉ H ₁₀ ClN ₅ O ₂
Indoxacarbe	2,0 x 10 ¹	6,4 x 10 ³	1,4x10 ⁻⁵	4,5x10 ⁴	2,0 x 10 ⁻¹	6,0x10 ⁻³	C ₂₂ H ₁₇ ClF ₃ N ₃ O ₇
Iprodione	8,4 x 10 ¹	7,0 x 10 ²	2,8x10 ⁻⁷	1,2x10 ³	1,2 x 10 ¹	5,0x10 ⁻⁴	C ₁₃ H ₁₃ Cl ₂ N ₃ O ₃
Lambda-cialotrina	2,5 x 10 ¹	NI	7,4x10 ⁶	7,9x10 ⁶	5,0 x 10 ⁻³	2,0x10 ⁻⁴	C ₂₃ H ₁₉ ClF ₃ NO ₃
Mancozebe	1,8 x 10 ¹	9,9 x 10 ²	1,7x10 ⁻¹⁰	2,1x10 ¹	6,2 x 10 ⁰	1,3x10 ⁻²	(C ₄ H ₈ MnN ₂ S ₄)(Zn) _y
Metomil	NI	7,2 x 10 ¹	1,2x10 ⁰	7,5x10 ⁻¹¹	5,5 x 10 ⁴	7,2x10 ⁻¹	C ₅ H ₁₀ N ₂ O ₂ S
Metconazol	2,6 x 10 ²	NI	9,1x10 ⁻¹¹	7,1x10 ³	3,0 x 10 ¹	2,1x10 ⁻⁵	C ₁₇ H ₂₂ ClN ₃ O
Metiram	7,0 x 10 ⁰	5,0 x 10 ⁵	NI	5,7x10 ¹	2,0 x 10 ⁰	1,0x10 ⁻²	(C ₁₆ H ₃₃ N ₁₁ S ₁₆ Zn ₃) _x
Metalaxil	3,9 x 10 ¹	NI	1,4x10 ⁻⁸	5,1x10 ¹	2,6 x 10 ⁴	3,3x10 ⁰	C ₁₅ H ₂₁ NO ₄
Miclobutanil	3,5 x 10 ¹	- NI	1,7x10 ⁻⁷	7,7x10 ²	1,3 x 10 ²	1,9x10 ⁻¹	C ₁₅ H ₁₇ ClN ₄
Oxido de cobre	NI	NI	8,8x10 ⁻²	2,7x10 ⁰	1,2 x 10 ⁰	1,0x10 ⁻⁶	(ClCu ₂ H ₃ O ₃) ₂
Paraquate	2,8 x 10 ³	1,0 x 10 ⁶	1,2x10 ⁻¹²	3,1x10 ⁻⁵	6,2 x 10 ⁵	1,0x10 ⁻²	C ₁₂ H ₁₄ N ₂
Piraclostrobina	3,2 x 10 ¹	9,3 x 10 ³	2,2x10 ⁻⁹	9,8x10 ³	1,9 x 10 ⁰	2,6x10 ⁻⁵	C ₁₉ H ₁₈ ClN ₃ O ₄
Pirimetanil	2,9 x 10 ¹	NI	7,4x10 ⁻⁷	6,9x10 ²	1,2 x 10 ²	1,1x10 ⁰	C ₁₂ H ₁₃ N ₃
Piriproxifem	4,2 x 10 ⁰	NI	4,7x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁵	3,7 x 10 ⁻¹	1,3x10 ⁻²	C ₂₀ H ₁₉ NO ₃
Propinebe	NI	NI	1,9x10 ⁻⁶	5,5x10 ⁻¹	1,0 x 10 ¹	1,6x10 ⁻¹	C ₅ H ₈ N ₂ S ₂ Zn
Sulfato de cobre	1,6 x 10 ³	9,5 x 10 ³	1,9x10 ⁻¹⁴	2,7x10 ⁰	3,4 x 10 ⁰	3,4x10 ⁻¹⁰	Cu ₂ H ₇ O ₁₀ S ₅
Tebuconazole	4,9 x 10 ¹	NI	5,1x10 ⁻⁹	5,0x10 ³	3,6 x 10 ¹	1,3x10 ⁻³	C ₁₆ H ₂₂ ClN ₃ O
Tetraconazole	4,3 x 10 ²	NI	1,5x10 ⁻⁷	3,6x10 ³	1,5 x 10 ²	1,8x10 ⁻¹	C ₁₃ H ₁₁ Cl ₂ F ₄ N ₃ O
Tiamexotam	3,9 x 10 ¹	5,6 x 10 ¹	1,9x10 ⁻¹³	7,4x10 ⁻¹	4,1 x 10 ³	6,6x10 ⁻⁶	C ₆ H ₁₀ ClN ₄ O ₃ S
Tiofanato-metílico	5,0 x 10 ⁰	NI	3,7x10 ⁻⁷	2,8x10 ¹	2,0 x 10 ¹	8,8x10 ⁻³	C ₁₂ H ₁₄ N ₄ O ₄ S ₂
Triclorfom	NI	1,2 x 10 ⁵	6,8x10 ⁻¹⁰	2,7x10 ⁰	1,2 x 10 ⁵	2,1x10 ⁻¹	C ₄ H ₈ Cl ₃ O ₄ P
Trifumizole	NI	1,3 x 10 ³	2,1x10 ⁻⁹	5,9x10 ⁴	1,0 x 10 ¹	1,91x10 ⁻¹	C ₁₅ H ₁₅ ClF ₃ N ₃ O
Zoxamide	6,0 x 10 ⁰	1,2 x 10 ³	2,7x10 ⁻⁶	5,7x10 ³	2,0 x 10 ⁰	1,3x10 ⁻²	C ₁₄ H ₁₆ Cl ₃ NO ₂

S_w - Solubilidade em água; K_{oc} - Coeficiente de sorção; P - Pressão de vapor; K_{ow} - Coeficiente partição octanol-água; pK_a - Constante de ionização ácida; K_H - Contante da lei de Henry (sem dimensão); DT₅₀ - Meia-vida do pesticida no solo (DT₅₀ no campo); NI - valor não informado.

Os riscos de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, com base no índice de GUS, são apresentados na Figura 1 e na Tabela 3. Como pode ser observado, os agrotóxicos empregados na cultura da uva nas áreas com certificação (grupo A) apresentam de baixo a moderado potencial de contaminação das águas subterrâneas por meio da lixiviação porque 58% dos compostos avaliados apresentam potencial nulo de lixiviação. Entretanto, 20% se enquadram como moderadamente lixiviáveis e 7% potencial contaminante. Esses valores foram semelhantes aos do grupo B, onde dos 33 compostos utilizados, 9% apresentam potencial de lixiviação, 15% têm potencial de lixiviação moderado e 57% não apresentam nenhum potencial de lixiviação para águas subterrâneas. Esse mesmo comportamento foi observado com os percentuais da classe toxicológica. O tipo de mercado não diferenciou o manejo adotado em relação aos agrotóxicos. Sabe-se que para o mercado externo existe restrição quanto ao tipo de agrotóxico a ser empregado no manejo. Isso poderia trazer diferença entre os dois grupos de produtores.



NL - Não sofre lixiviação; PL- Provável lixiviação; ND- Não determinado; FT- Faixa de transição; grupo A – áreas com produção para mercado externo e grupo B – áreas com produção para mercado interno.

Figura 1. Potencial do risco de contaminação das águas subterrâneas no Submédio do Vale São Francisco.

A maioria dos compostos avaliados não apresentou potencial de lixiviação por causa das características que favorecem sua retenção ao solo. Apesar de os solos da área estudada serem arenosos, ou seja, bem drenados, facilmente esses compostos podem ser lixiviados e contaminar as águas subterrâneas, além de serem transportados para as fontes superficiais. Para os agrotóxicos que ficarem retidos no solo por muito tempo, podem ocorrer alguns processos de forma natural como a biodegradação pelo microrganismo do próprio solo, outros poderão ser fotodegradados pela exposição à luz solar e os que forem persistentes devem ser monitorados para se avaliar a possibilidade da remoção por técnicas de remediação.

Os solos ocorrentes na área de estudo normalmente textura de horizonte A. São solos que apresentam uma fraca estrutura nos horizontes superficiais e uma elevada porosidade total, o que favorece os processos de lixiviação, principalmente quando submetidos à irrigação, por causa da textura arenosa, baixa qualidade e quantidade de minerais argilosos e da baixa capacidade de retenção (CUNHA et al., 2010). Diferente de outros Argissolos do Brasil, que normalmente apresentam horizonte A moderado ou proeminente, estes apresentam horizonte A fraco, desestruturado e de textura arenosa. São normalmente eutróficos, podendo apresentar um ligeiro adensamento genético entre no horizonte BA. A textura mais leve diferencia estes solos de outros Argissolos do Brasil.

No que se refere aos aspectos climáticos, a produção de uvas no Brasil se concentra nas regiões Sul, Nordeste e Sudeste, marcadas por diferentes regimes térmicos e hídricos. No Nordeste, destacam-se os estados de Pernambuco, Bahia e Ceará, com as maiores áreas plantadas, as quais apresentam clima semiárido, ou seja, baixos totais anuais de precipitação e elevadas temperaturas médias durante todo o ano. Essas características são similares às verificadas nas áreas de realização deste estudo, em Petrolina, PE. Porém, além do clima e do solo, o manejo da cultura e os produtos utilizados são essenciais para definir o potencial de contaminação dos corpos hídricos dessas regiões.

No caso de Petrolina, PE, com o aumento da precipitação e da umidade relativa do ar, associado à temperatura na faixa de 25-27 °C, pode haver maior ocorrência de doenças (cancro e míldio) (MOREIRA et al., 2010), o que pode levar o produtor a aumentar a aplicação de produtos químicos e, conseqüentemente, favorecer o processo de escoamento superficial e lixiviação desses produtos. Em geral, a produção de uvas para o

mercado interno ocorre de forma escalonada na propriedade, de maneira que há sempre videiras em diferentes fases fenológicas, resultando na necessidade de pulverizações e adubações mais frequentes todo o ano.

Para os anos de 2013 e 2014, a precipitação foi abaixo da média histórica da região que é de 541 mm. Para as estações agrometeorológicas localizadas na Fazenda Fruit Fort, que fica nas proximidades dos produtores estudados do Grupo A, para os anos de 2013 e 2014 a precipitação média foi 228,34 mm e 239,5 mm, respectivamente para o Campo Experimental de Bebedouro, perto dos produtores do Grupo B, a precipitação foi de 268,98 mm e 191,51 mm, respectivamente. Apesar de a precipitação ter sido menor do que a média histórica da região, ainda há risco da ocorrência dos processos de escoamento superficial e de infiltração da água, que carreará consigo os produtos químicos (RIBEIRO et al., 2007).

Vale salientar que, mesmo quando há um baixo índice pluviométrico, dependendo das características dos agrotóxicos, os mesmos podem ser lixiviados ou continuar retido no solo. Isso só poderá ser observado por meio do monitoramento desses compostos no solo.

Nesses anos 2013 e 2014, há de se destacar os elevados valores de precipitação observados nos meses de novembro e dezembro, principalmente em 2013, quando foram registrados 65,5 % do total anual de chuva na Fruit Fort e 56,4% em Bebedouro. É importante relatar que em novembro e dezembro a maioria dos parreirais já foi colhida, entretanto, em se tratando de pequenos produtores, que realizam a poda escalonada, ainda há uvas em estágio de maturação, que são altamente sensíveis ao clima. Quando chove nessa fase do ciclo fenológico, o aumento da umidade relativa do ar e a presença de água livre nas folhas, associados à temperatura do ar na faixa de 25-27 °C favorece o surgimento de doenças e assim, a necessidade de se realizar pulverizações com maior frequência. Dessa forma, precipitações intensas, como as verificadas no final dos anos de estudo, favorecem o processo de escoamento superficial e lixiviação.

Segundo o critério de GUS, os ingredientes ativos classificados como potencialmente lixiviáveis foram: abamectina, ciproconazol, imidacloprido, miclobutanil e Imidacloprido. Desses, o miclobutanil é utilizado apenas pelos produtores do grupo A e os demais são utilizados pelos produtores dos dois grupos (Tabela 3).

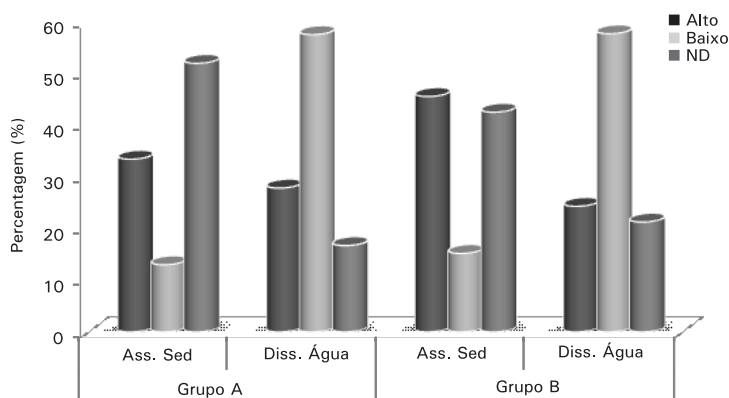
Tabela 3. Potencial de lixiviação dos pesticidas em água subterrânea determinada pelo método de GUS (Groundwater Ubiquity Score).

Composto	Potencial de lixiviação para água subterrânea (GUS)	Composto	Potencial de lixiviação para água subterrânea (GUS)	Composto	Potencial de lixiviação para água subterrânea (GUS)
Abamectina ^(A/B)	PL	Diuron ^(A)	Faixa de transição	Metconazol ^(A)	Faixa de transição
Acetamiprido ^(A)	NL	Enxofre ^(B)	-	Metil ^(A/B)	-
Ácido Giberélico ^(A/B)	-	Etefom ^(A/B)	NL	Metiram ^(B)	NL
Azoxistrobina ^(A/B)	Faixa de transição	Famoxadone ^(A/B)	NL	Metalaxil ^(A/B)	Faixa de transição
Benalaxil-M ^(A)	NL	Fenamidona ^(A/B)	NL	Miclobutanil ^(A)	PL
Bifentrina ^(A/B)	NL	Fenarimol ^(A)	NL	Oxido de cobre ^(A/B)	-
Boscalida ^(A)	Faixa de transição	Folpete ^(A/B)	NL	Paraquate ^(A/B)	NL
Captana ^(A)	NL	Formetanate hcl ^(A)	NL	Piraclostrobina ^(A)	NL
Carbosulfano ^(A/B)	NL	Fosetil AL ^(A)	-	Pirimetanil ^(A)	Faixa de transição
Carbendazim ^(A)	-	Glifosato ^(A/B)	NL	Piriproxifem ^(A)	NL
Cialotrina ^(A/B)	NL	Glufosinate –ammonium ^(A)	NL	Propinebe ^(A)	-
Cianamida ^(A/B)	NL	Hexitiazox ^(A)	NL	Sulfato de cobre ^(A/B)	-
Cimoxanil ^(A/B)	NL	Hidróxido de cobre ^(A/B)	NL	Tebuconazole ^(A/B)	Faixa de transição
Ciproconazol ^(A/B)	PL	Imibenconazol ^(A)	NL	Tetraconazole ^(A/B)	NL
Clorotalonil ^(A)	NL	Imidaclopride ^(A/B)	PL	Tiamexotam ^(A/B)	NL
Cresoxim-metílico ^(A/B)	Faixa de transição	Indoxacarbe ^(A)	NL	Tiofanato-Metilico ^(A)	-
Deltametrina ^(A/B)	NL	Iprodione ^(A)	Faixa de transição	Triclorfom ^(A/B)	-
Difeconazol ^(A/B)	NL	Lambda-cialotrina ^(A/B)	NL	Trifumizole ^(A)	NL
Dimetomorfe ^(A)	Faixa de transição	Mancozebe ^(A/B)	NL	Zoxamide ^(A/B)	NL
Ditianon ^(A)	NL	Metomil ^(A/B)	Faixa de transição		

(NL) Não sofre lixiviação; (PL) Provável lixiviação; (-) Princípios não se enquadram em nenhum dos potenciais; (A) - Grupo de área A, produção de uva com certificação; (B) - Grupo de área B, produção de uvas sem certificação; (A/B) - Grupo de área A e B.

Constatou-se que dos 56 compostos utilizados nas áreas do Grupo A, 61% representaram potencial de contaminação das águas superficiais por escoamento, associados ao sedimento e/ou dissolvidos em água. Para o Grupo B, dos 34 compostos estudados, 64% apresentaram risco potencial de contaminação das águas superficiais (Figura 2).

Resultados semelhantes foram obtidos por Gama et al. (2013) no diagnóstico de risco de contaminação dos recursos hídricos, realizado no Baixo Jaguaribe e Litoral de Aracati, ambos no Ceará, onde observaram que 59% dos agrotóxicos utilizados na região têm potencial de contaminação da água superficial, quando associados aos sedimentos e 69% quando dissolvidos em água. No entorno, nos municípios de Rio Paranaíba, São Gotardo e Ibiá, em Minas Gerais, foi observado que 66% e 85% dos compostos utilizados na região têm potencial de contaminação das água superficial, quando associados ao sedimento e/ou dissolvido em água, respectivamente (ANDRADE et al., 2011).



ND- Não determinado; Grupo A – áreas com produção com uso de certificação e Grupo B – áreas sem uso da certificação.

Figura 2. Previsão do escoamento superficial dos pesticidas associados a sedimentos e dissolvidos em água para o Vale do São Francisco.

O movimento dos agrotóxicos na superfície do solo depende também de fatores associados às condições do próprio do solo e seu manejo. A adoção pelo produtor de práticas conservacionistas como incorporação

de matéria orgânica e adubação verde, por exemplo, pode reduzir seu escoamento superficial (CORREIA et al., 2007; OLIVEIRA; BRIGHENTI, 2011). Além disso, o controle da irrigação também é importante por causa da capacidade de saturação de água no solo. Lâminas de irrigação mais adequadas e turnos de regas controlados podem reduzir os riscos de lixiviação de contaminantes para o lençol freático.

No que se refere à precipitação, recomenda-se que sejam evitadas a realização de pulverizações e aplicações de produtos químicos com potencial contaminante em dias chuvosos, pois a ocorrência de precipitações intensas pode mover as partículas para áreas próximas aos corpos hídricos, assim como a drenagem subsuperficial pode carrear esses elementos para camadas profundas, potencializando o risco de contaminar o lençol freático.

Os ingredientes ativos classificados como potencialmente contaminantes às águas superficiais segundo os critérios Goss são apresentados na Tabela 4. Analisando-se os princípios ativos em relação aos dois tipos de transporte, é possível identificar o benalaxil-M e o sulfato de cobre são os compostos que têm mais probabilidade de contaminar as águas superficiais por estarem suscetíveis aos dois tipos de transportes, uma vez que os solos estudados favorecem esta condição por serem de textura arenosa (BOEIRA; SOUZA, 2004). Acetamiprido, captana, cianamida, famoxadona, glufosinato de amônia, tiametoxam, azoxistrobina, diuron, glifosato, imibenconazol, iprodiona, mancozebe e piraclostrobina têm maior probabilidade de ser transportados pela água. Os demais apresentam baixo risco de contaminação.

Em relação ao sedimento, os que apresentaram alto risco foram ácido giberélico, bifentrina, boscalida, cialotrina, ciproconazol, carbendazim, cresoxim-metílico, difeconazol, dimetomorfe, fosesti, imidacloprido, metconazol, óxido cúprico, paraquate, propinebe, tebuconazole, tetraconazol, etefom, enxofre, hidróxido de cobre e trifumizole.

Tabela 4. Classificação dos agrotóxicos utilizados nas áreas de produção de uva no Submédio Vale do São Francisco quanto ao potencial de transporte associado ao sedimento e/ou dissolvido em água.

Compostos	Tipo de transporte	
	Associado a sedimento	Dissolvido em água
Benalaxil-M ^(A) /Sufato de cobre ^(A/B)	Alto	Alto
Ácido Giberélico ^(A/B) / Bifentrina ^(A/B) /Boscalida ^(A) / Cialotrina ^(A/B) / Ciproconazol ^(A/B) / Carbendazim ^(A) / Cresoxim-metílico ^(A/B) / Difeconazol ^(A/B) / Dimetomorf ^(A) / Fosetil ^(A) /Imidaclopride ^(A/B) / Metconazol ^(A) / Oxido cúprico ^(A/B) / Paraquate ^(A/B) / Propinebe ^(A) / Tebuconazole ^(A/B) / Tetraconazole ^(A/B) .	Alto	Baixo
Acetamiprido ^(A) / Captana ^(A) / Cianamida ^(A/B) / Famoxadona ^(A/B) / Glufosinate de amônia ^(A) / Tiametoxam ^(A/B) /	Baixo	Alto
Etefom ^(A/B) / Enxofre ^(B) / Hidroxido de cobre ^(A/B) / Triflumizole ^(A)	Alto	ND
Folpete ^(A/B)	Baixo	ND
Azoxistrobina ^(A/B) / Diuron ^(A) / Glifosate ^(A/B) / Imibenconazol ^(A) / Iprodione ^(A) /Mancozebe ^(A/B) / /Piraclostrobina ^(A) /	ND	Alto
Abamectina ^(A/B) / Carbosulfano ^(A/B) / Cimoxanil ^(A/B) / Deltametrina ^(A/B) / Fenamidona ^(A/B) / Formetanate ^(A) / Fenarimol ^(A) / Hexitiazox ^(A) / Indoxacarbe ^(A) / Lambda-cialotrina ^(A/B) / Miclobutanil ^(A) / Metiram ^(B) / Metil ^(A/B) / Metalaxil ^(A/B) / Pirimetanil ^(A) / Piriproxim ^(A) / Tiofanato- Metílico ^(A) /	ND	Baixo
Clorotalonil ^(A) / Ditanon ^(A) / Metomil ^(A/B) / Triclorfom ^(A/B) / Zoxamide ^(A/B) .	ND	ND

ND - não determinado; (A) - Grupo de área A, produção de uva com certificação; (B) – Grupo de área B, produção de uvas sem certificação; (A/B) – Grupo de área A e B.

Na Tabela 5, são apresentados resultados de trabalhos semelhantes a este estudo, realizados em áreas de produção de uva em outros locais do Vale do São Francisco. Salienta-se que em relação ao risco potencial de contaminação das águas subterrâneas, Britto et al. (2012) obtiveram resultados consideravelmente superiores em estudo com herbicida no Alto Rio Poxim, SE, identificando 64% dos compostos avaliados com potencial de lixiviação, enquanto nos outros estudos os resultados não chegaram a 30%.

Os resultados obtidos neste trabalho corroboram com os relatados por Pessoa et al. (2007), Milhome et al. (2009), Andrade et al. (2011) e Gama et al. (2013), apesar de serem estudos com pesticidas em culturas diferentes.

Tabela 5. Dados de estudos realizados no Brasil quanto ao potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas.

Local	Cultura	GUS (%)	Goss (%)		Classe	Fonte
			Ass. Sed.	Diss. Água		
Vale do São Francisco	Uva	6,78 PL 18,64 FT	37,30 A	25,42 A	Fungicida herbicida inseticida	Silva et al. (2014)
Baixo Jaguaribe e Litoral Aracati – CE	Arroz; banana; milho; feijão	13,20 PL 17,90 FT	15,90 A 43,70 M	29,00 A 39,10 M	Fungicida herbicida inseticida	Gama et al. (2013)
Alto Rio Poxim -SE	Cana-de-açúcar	64,30 PL 14,30 FT	21,43 A 57,14 M	78,57 A 7,14 M	Herbicida	Britto et al. (2012)
Alto Paraiba-MG	café, soja, milho, trigo, outras	15,80 PL 21,10 FT	15,80 A 50,90 M	21,10 A 61,4 M	Fungicida herbicida inseticida	Andrade et al. (2011)
Rio Grande e Santa Vitoria do Palmar –RS	Arroz; cebola e tomate	11,11 PL 29,63 FT	7,40 A 25,92 M	25,92 A 44,44 M	Herbicida	Cabrera et al. (2008)
Brasil	Diversas	28,30 PL 15,17 FT	19,72 A 45,77 M	37,32 A 43,66 M	Fungicida herbicida inseticida	Pessoa et al. (2007)

PL- Provável lixiviação; FT- Faixa de transição. A – Alto potencial de transporte do pesticida; M-Potencial médio de transporte do pesticida.

Os agrotóxicos utilizados pelos produtores de uva do Submédio do Vale do São Francisco oferecem baixo a moderado potencial de contaminação das águas subterrâneas e médio a alto potencial de contaminação das águas superficiais. Os agrotóxicos azoxistrobin e glifosato apresentam risco de contaminar as águas superficiais, embora sua toxicidade ao homem é considerada nula (classe IV) e ao meio ambiente é baixa (classe III - perigosa). Enquanto que os compostos difeconazol, formetanato, paraquate e piriproxifem, não apresentam potencial de lixiviação nem de escoamento superficial, no entanto, oferecem altos riscos ambientais e à saúde do homem, por apresentarem elevada toxicidade e estarem classificados como toxicologicamente muito perigoso ao meio ambiente.

Conclusões

Identificou-se o potencial contaminante dos agrotóxicos empregados nas áreas de cultivo da uva, sendo um alerta aos agricultores da região. Os resultados indicam que os compostos empregados no manejo da videira oferecem alto potencial de contaminação das águas superficiais e moderado potencial de contaminação das águas subterrâneas. No entanto, os solos de característica arenosa facilitam a lixiviação, possibilitando a contaminação dos recursos hídricos.

Referências

- ANDRADE, A. S.; QUEIROZ, V. T.; de LIMA, D. T.; DRUMOND, L. C. D. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do alto Paranaíba - MG. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 7, p. 1129-1131, 2011.
- ANDREI, E. **Compêndio de defensivos agrícolas**: guia prático de produtos fitossanitários para uso agrícola. 9. ed. rev. e atual. São Paulo: Andrei, 2013.
- BARCELÓ, D.; HENNION, M. C. **Trace determination of pesticides and their degradation products in water, techniques and instrumentation in analytical chemistry**. Kidlington: Elsevier Science, 1997.
- BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. **Sorção de diuran em solos com diferentes texturas**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. (Embrapa Meio Ambiente. Circular Técnica, 9).
- BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; MELLOR JUNIOR, A. V.; NOGUEIRA, L. C. Herbicida no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 2, 2012.

CABRERA, L.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 8, p. 182-186, 2008.

CORREIA, F. V.; MERCANTE, F. M.; FABRÍCIO, A. C.; CAMPOS, T. M. P de; VARGAS JÚNIOR, E.; LANGENBACH, T. Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 37-46, jan./dez. 2007.

CUNHA, T. J. F.; SILVA, F. H. B. B. da; SILVA, M. S. L. da; GIONGO, V.; SA, I. B.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; CAVALCANTI, A. C. **Solos do Submédio do Vale do São Francisco**: potencialidades e limitações para uso agrícola. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2008. 60 p. (Embrapa Semi-Árido. Documentos, 211). Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA-2009-09/40027/1/SDC211.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2017.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F. de; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, M. S. L. da; ALVAREZ, I. A. Principais solos do Semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (Ed.). **Semiárido brasileiro**: pesquisa, desenvolvimento e inovação. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. cap. 2, p. 50-87. il.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; ABAKERLI, R. B.; GOMES, M. A. F. Monitoramento de pesticidas e qualidade das águas em área de agricultura irrigada. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 11, n. 2, p. 245-250, abr./jun., 2005.

GAMA, A. F.; OLIVEIRA, A. H. B. de; CAVALCANTE, R. M. Inventário de pesticidas e risco de contaminação química dos recursos hídricos no Semiárido cearense. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 3, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422013000300017>. Acesso em: 5 ago. 2017.

GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, New York, v. 6, n. 3, 9. 701-708, Jul./Sep. 1992.

Gustafson, D.I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, 1989.

GUZZELLA, L.; POZZONI, F.; GIULIANO, G. Herbicide contamination of superficial groundwater in Northern Italy. **Environmental Pollution**, Bethesda, v. 142, n. 2, p. 344-353, Jul. 2006.

HADDADAOUI, I.; MAHJOUB, O.; MAHJOUB, B.; BOUJELBEN, A.; DI BELLA, G. Occurrence and distribution of PAHs, PCBs and chlorinated pesticides in Tunisian soil irrigated with treated wastewater. **Chemosphere**, [Langford Lane], v. 146, p. 195-205, Mar. 2016.

HERRERO-HERNANDEZ, E.; ANDRADES, M. S.; ÁLVAREZ-MARTINS, A.; POSE-JUAN, E.; RODRIGUEZ-CRUZ, M.S. Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. **Journal of hydrology**, [Langford Lane], v. 486, p. 231-245, Apr. 2013.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos: fundamentos. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ, V. H. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 291-334.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SANTIAGO-Silva, M.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 15, 2005. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/4504/3525>>. Acesso em: 20 out. 2017.

MILHOMÉ, M. A. L.; SOUZA, D. de O. B. de; LIMA, F. de A. F.; NASCIMENTO, R. F. do. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticida aplicados na agricultura do Baixo Jacuípe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 363-372, jan./set. 2009.

Moreira, A.N.; Paranhos, B.A.J.; Faria, C.M.B.; Terao, D.; Silva, D.J.; Batista, D.C.; Angellotti, F.; Alencar, J.A.; Anjos, J.B.; Oliveira, J.E.M.; Araújo, J.L.P.; Cunha, J.M.; Calgato, M.; Braga, M.B.; Guimarães, M.A.; Lima, M.F.; Leão, P.C.; Silva, P.G.; Correia, R.C.; Estigarribia, R.M.; Tavares, S.C.H.; Albuquerque, T.C.S.; Cunha, T.G.F.; Petrere, V.G.; Simões, W.L. Sistema de produção- Cultivo da videria , 2 ed, 2010.

OLIVEIRA, E. dos S. de. **Indicadores geoambientais de qualidade das águas na bacia do Córrego Sujo, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul**. 2007. 185 f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

OLIVEIRA, M. F.; BRIGHENTI, A. M. Comportamento dos herbicidas no ambiente. In: OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 263-304.

OLIVEIRA, J. R. S.; REGITANO, J. B. Dinâmica de pesticidas no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo: aplicação**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 187-248.

PESSOA, M. C. P. Y.; SCRAMIN, C.; CHAIM, A.; FERRACINI, V. L. **Avaliação do potencial de transporte de pesticidas usados no Brasil por modelos screening e planilha eletrônica**. Jaguaruina: Embrapa Meio Ambiente, 2007. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 44). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/121100/1/boletim_44.pdf>. Acesso em: 5 set. 2017.

PLESE, L. P. M.; SILVA, C. L.; FOLONI, L. L. Distribuição nos compartimentos ambientais dos herbicidas utilizados nas culturas de algodão, café e citros. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, 2009.

PRIMEL, E. G.; ZANELLA, R.; KURZ, M. H. S.; GONÇALVES, F. F.; MACHADO, S. de O.; MARCHEZAN, E. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 4, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422005000400010>. Acesso em: 20 ago. 2017.

REBELO, M. R.; CALDAS, E. D. Avaliação de risco ambiental de ambientes aquáticos afetados pelo uso de agrotóxicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 7, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000700016>. Acesso em: 8 nov. 2017.

RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S. Y.; MARCHI, M. R. R. de. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 3, maio/jun. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000300031>. Acesso em: 14 out. 2017.

SILVA, G. de S.; ALBUQUERQUE JÚNIOR, E. C. de; AMORIM JÚNIOR, A. C.; EZEQUIEL, J. M.; SILVA, P. T. de S. Avaliação do potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos em áreas de produção de uva para exportação no Vale do São Francisco. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 2014, Natal. **Gestão integrada, avanços tecnológicos e regulação**. Natal: ABES, 2014. 1 pen-drive.

UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. **PPDB: pesticide properties data base**. Hatfield, 2017. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>>. Acesso em: 14 dez. 2017.



Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento



CGPE 14375